第38卷 第6期
2021年11月
干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH
Vol. 38 No. 6
Nov. 2021

2011—2020年呼伦湖水质及富营养化变化分析

于海峰[1]， 史小红[1]， 孙 标[1]， 赵胜男[1]， 刘 禹[1]， 赵美丽[2]

（1. 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院，内蒙古 呼和浩特 010018；
2. 内蒙古自治区野生动植物保护中心，内蒙古 呼和浩特 010010）

摘 要：以呼伦湖为研究对象，选取2011—2020年长时间序列实测水质指标，分析了盐度(S)、电导率(EC)、总溶解性固体(TDS)、pH、透明度(SD)、叶绿素a(Chl.a)、溶解氧(DO)、化学需氧量(COD)、总氮(TN)和总磷(TP)的年际变化。基于灰色模式识别模型和综合营养状态指数法对呼伦湖2011—2020年的水质与水体富营养化程度进行评价，结合呼伦湖的实际情况，从外源输入与气象条件两方面对水质与水体富营养化程度进行分析。结果显示：(1) 2011—2020年，S、TDS、EC均有下降，水体盐化现象好转；pH在8.86~9.37之间，水体呈弱碱性；除TP外，TN、COD均有下降。灰色模式综合指数(GC)表明：近10 a中水质最优年为2012年，水质最差年为2011年，整体上看，GC由2011年的4.01降低到2020年的3.35，水质趋于好转。(2) 综合营养状态指数(TLI)表明：2011—2020年水体经历中度富营养化—重度富营养化—中度富营养化的变化过程，TLI先上升后下降，由2011年的61.837上升到2016年的71.815，再下降到2020年的61.535，同时风速(WS)和水深(H)是呼伦湖水体富营养化的驱动因素。现阶段呼伦湖水体污染以氮、磷和有机污染为主，控制上游污废水排放，严控草畜平衡，提高补给水源的水质是改善呼伦湖水质的重要举措。

关键词：呼伦湖；富营养化；灰色模式识别模型；综合营养状态指数法

近年来，随着社会经济迅猛发展、人口高速增长以及不合理地开发利用水资源，江、河、湖、库的水质恶化问题日益严峻[1]。以蒙新高原地区湖泊为例，由于地处寒旱地带，常年干旱、降水量远小于蒸散发量、湖泊补给水源不足，导致水位下降、水体浓缩，逐渐向盐湖发展，而过度放牧、草畜失衡、水土流失导致地表径流裹挟着大量营养盐入湖。加之工业、农业和生活需水量增长，污废水排放剧增，湖泊富营养化问题也尤为突出。

呼伦湖是内蒙古第一大湖泊，也是内陆同纬度地带最大的草原型湖泊，对维系呼伦贝尔大草原生物多样性及丰富动植物资源起到重要作用。呼伦湖作为中国北方极为重要的生态屏障，对北方经济发展和生态环境建设意义重大，于2002年被列入《国际重要湿地名录》。但由于多年来受到周边居民生活污水、工业废水、畜牧业的污染，水生态环境已遭受到极大破坏。近年来，诸多学者对呼伦湖的水质[2-3]、水量[4-6]、沉积物[7-9]等方面进行研究，但大多数研究均以短时间序列为基础所做出的现状分析和评价，在长时间序列方面的研究较少。而自2010年实施"引河济湖"工程后，呼伦湖水体循环结构改变，多年来周边的居民生活污水、工业废水、畜牧业污染结构和管控机制也有较大变化。因此，对呼伦湖基于长时间序列水质及富营养化变化分析尤为重要，也对了解呼伦湖生态环境恶化进程和水质污染治理有重要意义。

本研究采用呼伦湖2011—2020年实测水质数据，基于水质指标年际变化、灰色模式识别模型和综合营养状态指数法对呼伦湖2011—2020年的水质和水体营养状态进行评价。结合呼伦湖的实际情况，分析呼伦湖近10 a来水质及富营养化年际变化趋势及驱动因素，为治理呼伦湖水质污染和水体

收稿日期：2021-04-24； **修订日期：**2021-07-15
基金项目：国家重点研发计划专项(2017YFE0114800，2019YFC0409200)；国家自然科学基金项目(51779118，51869020)；内蒙古自治区自然科学基金项目(2019MS05032)；内蒙古自治区高等学校"青年科技英才支持计划"(NJYT-19-B11)；内蒙古自治区科技计划项目(2021GG0089)
作者简介：于海峰(1997-)，男，硕士研究生，主要从事水环境保护与修复的相关研究. E-mail: yhf970204@163.com
通讯作者：史小红. E-mail: imaushixiaohong@163.com

富营养化提供数据支持和科学依据。

1 研究区概况

呼伦湖(116°58′~117°48′E,48°33′~49°20′N)位于内蒙古自治区满洲里市、新巴尔虎左旗与新巴尔虎右旗之间,处于温带大陆性气候地带,年平均气温-0.7~1.1 ℃,湖面呈不规则的斜长方形,春季炎热干旱,冬季严寒漫长[10],冰封期约为6个月,平均水深5.75 m,湖长为93 km,平均宽度32 km,水域面积约2339 km²,蓄水量约138.5×10⁸ m³,多年平均降水量264.3 mm,多年平均蒸发量1411 mm[11],6—9月为丰水期。除大气补给与地下水补给外,海拉尔河、克鲁伦河和乌尔逊河是呼伦湖的主要补给水源,北部的新开河为吞吐型河流,当海拉尔河水量大时,水通过新开河注入呼伦湖,当呼伦湖水量大时,水则通过新开河流入额尔古纳湿地。

2 材料与方法

2.1 数据来源

结合实际情况在呼伦湖设置13个具有代表性的监测点(图1)。研究团队在非冰封期的取样时间为每年8月,呼伦湖作为寒旱区草原型湖泊与南方湖泊相比季节性差异大,8月恰为呼伦湖的非冰封期,夏季的高温使水面蒸发量剧增,此阶段为呼伦湖污染物溶度易升高与藻类易爆发的关键性阶段,更是治理湖泊污染的重要时期。因此,选取呼伦湖2011—2020年更具代表性的8月水质指标实测数据进行分析。

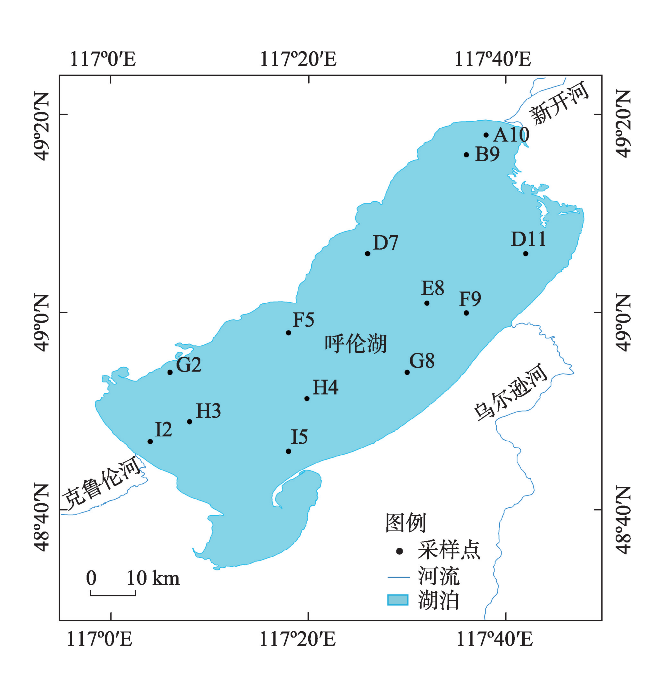


图1 地理位置及采样点分布示意图

Fig. 1 Geographical location and the distribution of sampling sites

2.2 水质指标监测方法

水样采集标准采用湖泊和水库采样技术指导(GB/T 14581-1993),通过GPS定位布设的采样点后,现场采用瑞士梅特勒水质参数检测仪测定盐度(S)、pH、水深(H)、总溶解性固体(TDS)、电导率(EC)、溶解氧(DO)指标,同时采用塞氏盘监测透明度(SD);用取水器在水面下0.5 m处取2组平行水样,利用2组1 L聚乙烯瓶(酸洗后再用70%酒精消毒处理)储存,置于4 ℃恒温箱运回实验室。将一部分水样用硫酸酸化,采用碱性过硫酸钾消解——紫外分光光度法(GB 11894-1989)测定总氮(TN);采用过硫酸钾消解——钼酸铵分光光度法(GB 11893-1989)测定总磷(TP);采用丙酮萃取分光光度计法(SL 88-2012)测定叶绿素(Chl.a);另一部分水样加1%的$MgCO_3$处理后用0.45 μm滤膜过滤,采用重铬酸钾法(GB 11914-1989)测定化学需氧量(COD);若2组监测结果相对偏差小于10%,取平均值作为监测值,否则予以重测;风速(WS)与降雨量(P)数据来自国家气象科学数据中心(http://data.cma.cn,水文站站号:V01301、V04001、V04002)。

2.3 灰色模式识别模型

(1) 建立灰色模式识别模型矩阵:设j个待分级评价水质监测样本,每个样本有i个污染指标实测值C,基于地表水环境质量标准(GB 3838-2002)划分i项污染指标评价等级数k和污染指标标准浓度值S,得污染指标实测浓度矩阵(1)和污染指标标准浓度矩阵(2)。

$$C_{ij} = (C_{mn})_{ij} \quad (m = 1, 2, \cdots, i;\ n = 1, 2, \cdots, j) \tag{1}$$

$$S_{ik} = (S_{mt})_{ik} \quad (t = 1, 2, \cdots, k) \tag{2}$$

式中:C_{mn}为污染指标实测浓度矩阵某一元素;S_{mt}为污染指标标准浓度矩阵某一元素。

(2) 数据归一化处理:由于在实际问题中,各指标的量纲不同,需要对污染指标实测浓度矩阵和污染指标标准浓度矩阵进行去量纲化,使其成为灰色模糊矩阵,矩阵中所有元素在[0,1]内,规定Ⅰ类水质在标准浓度矩阵为1,k类(最高类)水质在标准浓

度矩阵为0。

对TN、TP、COD浓度越大污染越严重的指标，采用(3)、(4)公式进行归一化：

$$SS_{mt}=(S_{mk}-S_{mt})/(S_{mk}-S_{m1}) \quad (3)$$

$$CC_{mn}=\begin{cases}1, & C_{mn}\leqslant S_{m1}\\ (S_{mk}-C_{mn})/(S_{mk}-S_{m1}), & S_{m1}<C_{mn}<S_{mk}\\ 0, & C_{mn}\geqslant S_{mk}\end{cases} \quad (4)$$

对DO浓度越大污染越轻的指标，采用(5)、(6)公式进行归一化：

$$SS_{mt}=(S_{mt}-S_{mk})/(S_{m1}-S_{mk}) \quad (5)$$

$$CC_{mn}=\begin{cases}1, & C_{mn}\geqslant S_{m1}\\ (S_{mn}-C_{mk})/(S_{m1}-S_{mk}), & S_{m1}<C_{mn}<S_{mk}\\ 0, & C_{mn}\leqslant S_{mk}\end{cases} \quad (6)$$

(3) 计算关联度和关联离散度：第n个实测浓度归一化矩阵中以$CC_{1n}, CC_{2n}, \cdots, CC_{in}$($n$=1, 2, ⋯, j)为母序列，以k级标准浓度归一化矩阵中$SS_{1t}, SS_{2t}, \cdots, SS_{it}$($t$=1, 2, ⋯, k)为子序列。记$\Delta_{nt}(m)=|CC_{mn}-SS_{mt}|$，有$CC_{mn}$和$SS_{mt}$的第$m$个指标的关联系数为：

$$\varphi_{nt}(m)=\frac{\min_t \min_m \Delta_{nt}(m)+\rho \max_t \max_m \Delta_{nt}(m)}{\Delta_{nt}(m)+\rho \max_t \max_m \Delta_{nt}(m)} \quad (7)$$

式中：ρ为分辨系数，通常情况下ρ=0.5[12]，关联度为关联系数采用公式(8)加权求得：

$$r_{nt}=\sum_{m=1}^{i}\lambda_m \varphi_{nt}(m) \quad (8)$$

式中：r_{nt}表达实测浓度样本n和t级标准浓度的相似度；λ_m表达第m个水质指标的权重，实际问题中，认为不同指标权重相同。

采用关联度评价水质类别分辨度低，因此为使序列差异性突出再采用关联离散度公式(9)：

$$r'_{nt}=(1-r_{nt})^2 \quad (9)$$

(4) 计算隶属度：隶属度是样本属于某一类别的度量，可视为模糊集中权重的概念，水样实测浓度n与水质标准t的差异度用加权关联离散度表示，本文利用最优分类隶属度矩阵[13]，最优u_{nt}：

$$u_{nt}=1\bigg/\left(r'^{2}_{nt}\sum_{t=1}^{k}r'^{-2}_{nt}\right) \quad (10)$$

(5) 水质灰色识别模式综合指数：为更精准的评价水质状况，引入水质灰色识别模式综合指数(GC)，将所属水质类别t与对应的隶属度u_{nt}加权平均如下式：

$$GC(n)=\sum_{t=1}^{k}t\cdot u_{nt} \quad (11)$$

式中：t(1,2,⋯,k)为水质标准等级。

2.4 富营养化评价模型

采用综合营养状态指数法对呼伦湖水体进行富营养状态评价，以叶绿素为基准参数求得其他水质参数权重，最终通过公式(12)加权得到综合营养状态指数，公式为：

$$\mathrm{TLI}(\Sigma)=\sum_{j=1}^{m}W_j\,\mathrm{TLI}(j) \quad (12)$$

式中：TLI(Σ)为综合营养状态指数；W_j为第j种水质参数权重；TLI(j)为第j种水质参数营养状态指数；m为参与评价的参数个数。

各水质参数营养状态指数计算公式：

$$\begin{aligned}\mathrm{TLI(Chl.a)}&=10(2.5+1.086\ln \mathrm{Chl.a})\\ \mathrm{TLI(TP)}&=10(9.436+1.624\ln \mathrm{TP})\\ \mathrm{TLI(TN)}&=10(5.453+1.694\ln \mathrm{TN})\\ \mathrm{TLI(SD)}&=10(5.118-1.94\ln \mathrm{SD})\end{aligned} \quad (13)$$

式中：Chl.a单位为$mg\cdot m^{-3}$；SD单位为m；TP、TN单位为$mg\cdot L^{-1}$。

以Chl.a为基准参数(表1)，参数权重归一化计算公式为：

$$W_j=r_{ij}^{2}\bigg/\sum_{j=1}^{m}r_{ij}^{2} \quad (14)$$

由于呼伦湖有机污染严重，而高锰酸盐指数(COD_{mn})仅适用于较清洁的地表水，化学需氧量(COD_{cr})适用于有机污染严重的水体，故本研究选用化学需氧量(COD_{cr})来表征呼伦湖有机污染水平，因此本小节舍去COD_{mn}，选用Chl.a、TP、TN和SD作为富营养化评价指标，本文中出现的COD均代表化学需氧量(COD_{cr})。评价结果采用0~100的连续数字对水体富营养化状态进行分级，贫营养为TLI(Σ)<30；中营养为30≤TLI(Σ)≤50；轻度富营养为50<TLI(Σ)≤60；中度富营养为60<TLI(Σ)≤70；重度富营养为TLI(Σ)>70；同一营养状态下，数值越高的富营养程度越严重[14]。

表1 中国湖泊部分水质参数与Chl.a的相关系数

Tab. 1 The correlation between Chl.a and the other parameters of lake in China

参数	Chl.a	TP	TN	SD
r_{ij}	1	0.84	0.82	−0.83
r_{ij}^2	1	0.7056	0.6724	0.6889

2.5 数据分析和处理

数据分析和绘图采用SPSS 22.0、Excel 2018、ArcGIS 10.7、和Origin 2019b软件。

3 结果分析

3.1 水质指标年际变化

对2011—2020年8月呼伦湖实测水体理化指标进行分析,结果显示(图2):S、TDS、EC、pH、SD和Chl.a在年际变化上均有不同程度波动。S波动范围在0.73~2.08 psu之间,多年S平均值为1.08 psu,2011—2015年由1.55 psu逐年下降到0.78 psu,近4 a来小幅增长,直至2020年增长至0.98 psu;EC波动范围在1.46~3.79 $mS\cdot cm^{-1}$之间,多年EC平均值为2.06 $mS\cdot cm^{-1}$;TDS波动范围在0.73~1.97 $g\cdot L^{-1}$之间,多年TDS平均值为1.07 $g\cdot L^{-1}$,S、EC与TDS均在2016年出现剧增的变异现象;pH波动范围在8.86~9.37之间,水体呈弱碱性;SD波动范围在0.21~0.43 m之间,最小值出现在2011年,最大值出现在2020年,多年SD平均值为0.27 m;Chl.a波动范围在3.05~16.15 $mg\cdot m^{-3}$之间,最大值出现在2019年,2020年Chl.a浓度为7.77 $mg\cdot m^{-3}$,低于近10 a来Chl.a浓度均值8.91 $mg\cdot m^{-3}$。

DO浓度是衡量水体自净能力的重要指标,对维持水生环境平衡和健康有重要的作用[15]。在2011—2020年内,呼伦湖的DO浓度波动范围在5.09~8.99 $mg\cdot L^{-1}$之间,多年平均浓度为7.51 $mg\cdot L^{-1}$,最低值出现在2019年,最高值出现在2017年(图3)。整体上看,呼伦湖DO浓度均维持在较高水平,除2019年外均优于Ⅱ类水标准。而在2017—2019年出现下降趋势,2019年较2017年DO浓度下降了43.34%,随后DO浓度又由2019年Ⅲ类水标准(地表水环境质量标准GB3838-2002)上升到2020年Ⅰ类水标准。

COD浓度常作为衡量水体中有机和无机还原性污染程度的指标,当COD浓度过高时,会引起水体DO浓度下降,对水生生物有巨大的威胁,严重时会造成水生生物大量死亡[16-17]。在2011—2020年期间,呼伦湖的COD浓度波动范围在51.19~122.72 $mg\cdot L^{-1}$之间,多年平均浓度为82.36 $mg\cdot L^{-1}$。尽管COD浓度由2011年的122.72 $mg\cdot L^{-1}$下降到2020年的71.90 $mg\cdot L^{-1}$,但水质级别仍为劣Ⅴ类水,水体有机污染极为严重。

TN是导致水体富营养化的1个重要因子,呼伦湖的TN主要来源为大气补给、地表径流和干草入湖等[18]。在2011—2020年内,呼伦湖的TN浓度年际变化显著,波动范围在1.81~9.79 $mg\cdot L^{-1}$之间,多年平均TN浓度为4.02 $mg\cdot L^{-1}$。2011—2015年期间,TN浓度多为Ⅴ类或劣Ⅴ类水,2016—2019年期间,TN浓度急剧增长,2016年高达9.79 $mg\cdot L^{-1}$,较Ⅴ类水标准高3.89倍。直至2020年,TN污染情况好转,恢复到2015年以前的水平,TN浓度下降到1.81 $mg\cdot L^{-1}$,较2011年降低22.6%。

TP是导致水体富营养化的另一个重要因子,也是导致呼伦湖水体富营养化的限制性元素,主要来源为周边和入湖河流矿场和工厂的污水排放以及含磷农药的使用[19]。在2011—2020年内,TP浓度波动范围在0.13~0.60 $mg\cdot L^{-1}$之间,多年平均浓度为0.29 $mg\cdot L^{-1}$。TP浓度由2011年0.22 $mg\cdot L^{-1}$上升到2016年峰值0.60 $mg\cdot L^{-1}$,较Ⅴ类水标准高于200%,直至2020年下降到0.27 $mg\cdot L^{-1}$,较2011年略有增长。

3.2 水质等级综合评价

根据呼伦湖2011—2020年内8月DO、COD、TN及TP的水质监测数据,采用灰色模式识别模型对水质进行综合评价。

污染指标实测浓度矩阵和标准浓度矩阵归一化:

$$CC_{4\times 10}=\begin{bmatrix}0.991 & 0.888 & 0.836 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0.562 & 1\\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0\\ 0 & 0 & 0 & 0.087 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.106\\ 0 & 0.391 & 0.219 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0.239 & 0\end{bmatrix}$$

$$SS_{4\times 5}=\begin{bmatrix}1 & 0.727 & 0.545 & 0.182 & 0\\ 1 & 1 & 0.800 & 0.400 & 0\\ 1 & 0.833 & 0.556 & 0.278 & 0\\ 1 & 0.921 & 0.789 & 0.526 & 0\end{bmatrix}$$

计算关联离散度采用公式(7)求得关联系数,再用公式(8)使关联系数加权求得关联度,最终得到呼伦湖2011—2020年水质对各级水质标准的关联离散度(表2)。

计算隶属度矩阵与灰色模式综合指数采用公式(10)计算出隶属度矩阵,再用隶属度矩阵中元素与对应水质类别加权后得到呼伦湖2011—2020年灰色模式综合指数。当采用灰色模式识别模型进行评价时,GC取值范围为[1,5],当水样所有指标均

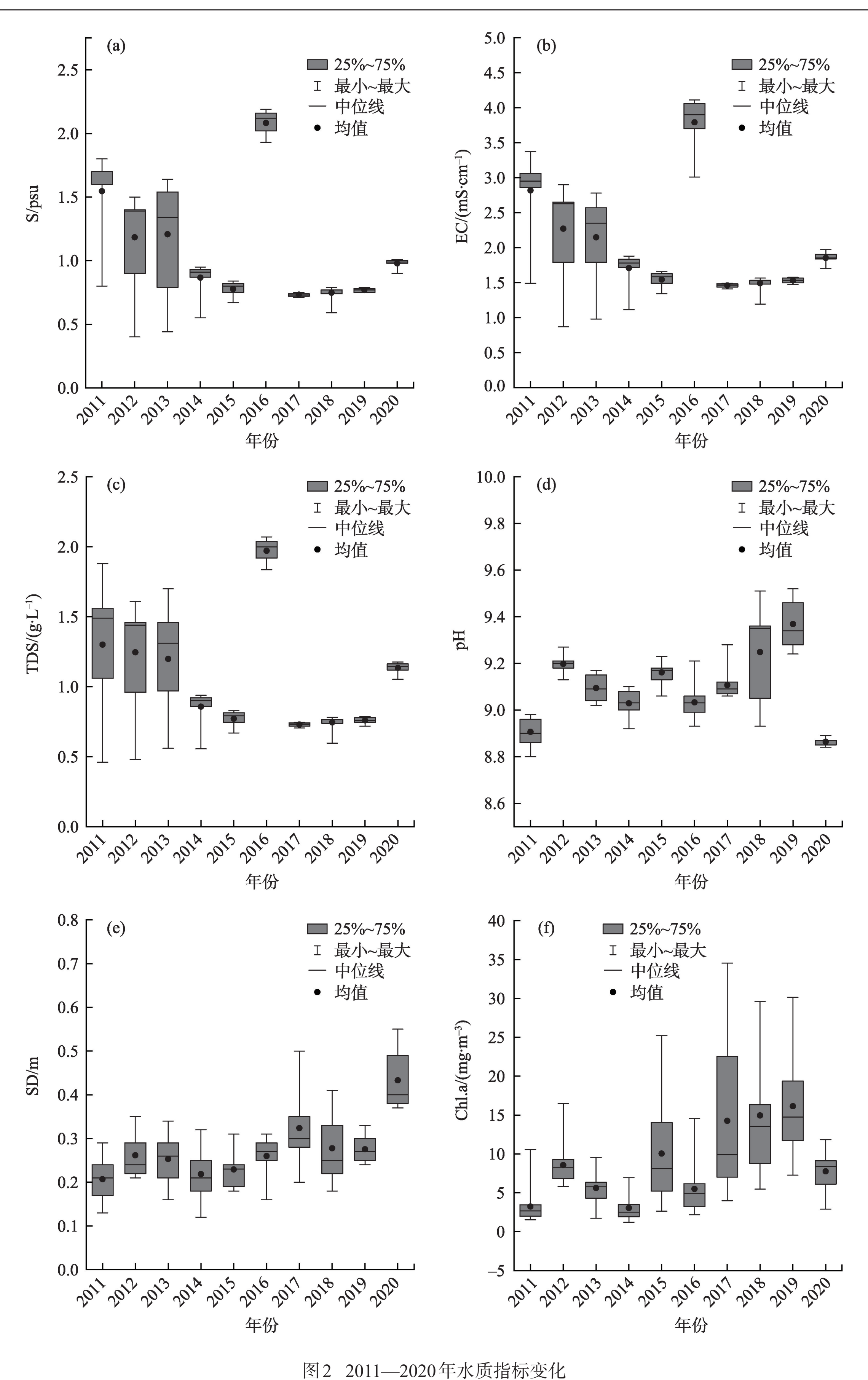


图2 2011—2020年水质指标变化

Fig. 2 Variations of water quality indexes from 2011 to 2020

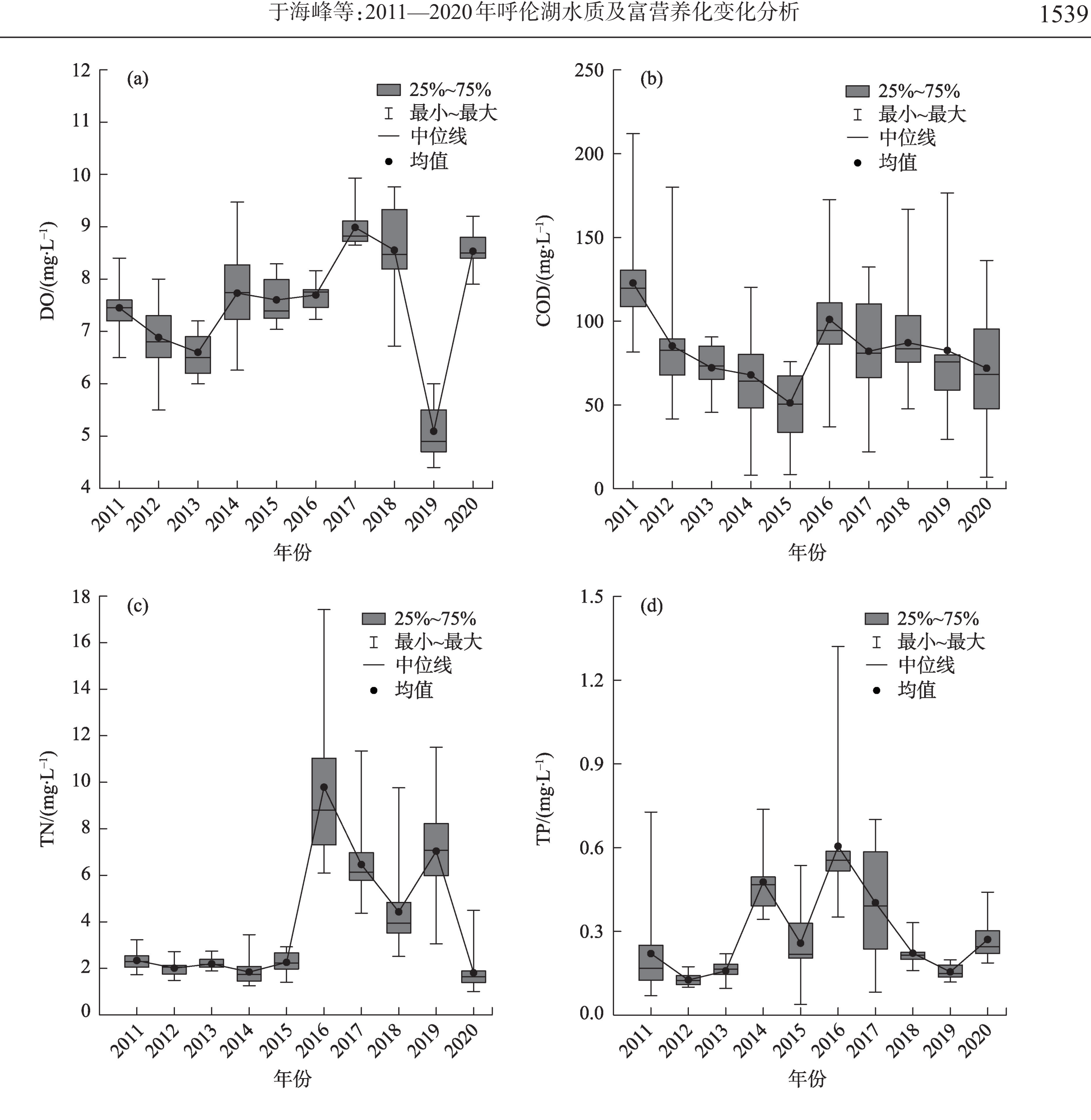


图3 2011—2020年DO、COD、TN和TP变化

Fig. 3 Variations of DO, COD, TN and TP from 2011 to 2020

表2 2011—2020年水质对各级标准关联离散度

Tab. 2 Standards at all level's correlation dispersion of water quality from 2011 to 2020

年份	水质级别				
	Ⅰ类	Ⅱ类	Ⅲ类	Ⅳ类	Ⅴ类
2011	0.2455	0.1190	0.0305	0.0458	0.0278
2012	0.1665	0.1263	0.0282	0.0781	0.0805
2013	0.1594	0.1660	0.0610	0.0223	0.0638
2014	0.2449	0.1089	0.0213	0.0795	0.0415
2015	0.2500	0.1157	0.0284	0.0458	0.0278
2016	0.2500	0.1157	0.0284	0.0458	0.0278
2017	0.2500	0.1157	0.0284	0.0458	0.0278
2018	0.2500	0.1157	0.0284	0.0458	0.0278
2019	0.0632	0.1398	0.1973	0.0099	0.0793
2020	0.2437	0.1073	0.0213	0.0882	0.0443

达到Ⅰ类水标准时,GC=1;当水样所有指标均等于或超过Ⅴ类水标准时,GC=5。

2011—2020年GC(图4)分别为4.01、3.20、3.92、3.40、3.95、3.95、3.95、3.95、3.93、3.35。10 a来,水质经历3次好转阶段,分别在2011—2012年、2013—2014年与2018—2020年。近10 a来GC最小值出现在2012年,最大值出现在2011年,整体来看,呼伦湖水质等级由2011年Ⅳ类水转为2020年Ⅲ类水,水质有所好转。

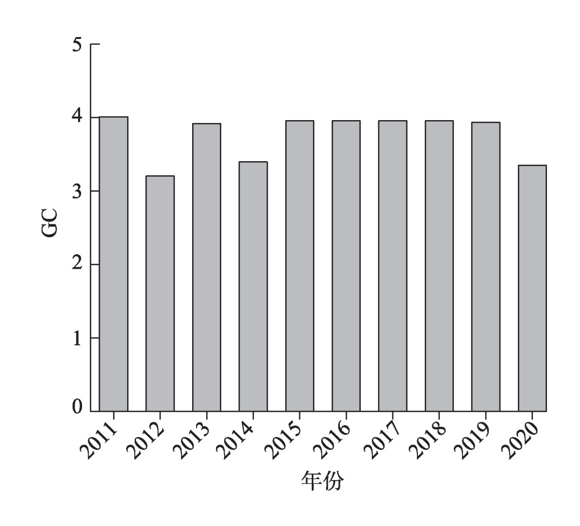


图4 2011—2020年GC变化

Fig. 4 Variation of GC from 2011 to 2020

3.3 富营养化状态评价

采用综合营养状态指数法对呼伦湖2011—2020年水体进行富营养状态评价,结果表明(表3):呼伦湖水体多年来呈不同程度的富营养化状态,2011—2020年水体经历了由中度富营养化—重度富营养化—中度富营养化的变化过程。2011—2015年TLI波动范围在61.452~65.861之间,水体处于中度富营养化状态;随后水质开始恶化,2016—2017年TLI波动范围在71.165~71.815之间,水体处于重度富营养化状态,2016年是水体富营养化程度最严重的年份;直至2020年TLI降低到61.535,水体又恢复到中度富营养化状态。

4 讨 论

4.1 GC、TLI与环境因子的关系

为探究呼伦湖GC、TLI与水环境因子的关系,对GC、TLI和12个环境因子利用SPSS 22.0做Pearson相关分析。

结果表明,TLI与TN和WS呈极显著正相关,与H呈显著正相关,相关系数分别为0.906、0.798和0.715(表4),TN是水体富营养化的表现和结果而并非驱动因子,WS则通过影响大气沉降和水动力状况改变呼伦湖的营养盐浓度,而H的变化则会影响水体中营养盐和有机物的浓度的变化,由水深变化引起的流速梯度则会加快水体的径流循环,促进污染物的迁移转化,使污染物跟随湖水与外界水体的交换排出湖泊,极大程度上减弱了污染物在湖泊内部的累积[20]。TN与WS呈极显著正相关,相关系数为0.812,N/P与pH呈极显著正相关,与Chl.a呈显著正相关,与DO呈显著负相关,相关系数分别为0.765、0.694和−0.660。DO则会调控沉积物中氮、磷营养盐的释放,进而影响水体中TN、TP的浓度[21]。pH与Chl.a呈显著正相关,相关系数分别为0.746,水体pH会影响藻类的光合作用,呼伦湖水体呈弱碱性,碱性环境下有利于藻类捕获CO_2进行光合作

表3 2011—2020年TLI变化

Tab. 3 Variations of TLI from 2011 to 2020

年份	TLI(Chl.a)	TLI(TP)	TLI(TN)	TLI(SD)	TLI(Σ)	营养状态
2011	37.749	69.802	68.909	81.743	61.837	中度富营养
2012	48.321	60.681	66.362	77.199	61.607	中度富营养
2013	43.745	64.437	67.866	77.837	61.452	中度富营养
2014	37.101	82.332	64.888	80.690	63.391	中度富营养
2015	50.054	72.340	68.334	79.757	65.861	中度富营养
2016	43.519	86.198	93.172	77.313	71.815	重度富营养
2017	53.865	79.571	86.139	73.053	71.165	重度富营养
2018	54.379	69.894	79.746	76.036	68.375	中度富营养
2019	55.209	64.039	87.591	76.198	69.055	中度富营养
2020	47.262	73.131	64.568	67.415	61.535	中度富营养

表4 GC、TLI与环境因子相关性

Tab. 4 Correlation between GC, TLI and environmental factors

	DO	COD	TN	TP	H	SD	pH	S	Chl.a	N/P	P	WS	GC	TLI
DO	1													
COD	−0.020	1												
TN	−0.073	0.332	1											
TP	0.456	0.076	0.513	1										
H	0.372	−0.379	0.557	0.548	1									
SD	0.375	−0.198	0.043	−0.020	0.508	1								
pH	−0.510	−0.240	0.313	−0.369	0.160	−0.248	1							
S	−0.070	0.635*	0.347	0.401	−0.262	−0.230	−0.436	1						
Chl.a	−0.055	−0.202	0.387	−0.308	0.496	0.316	0.746*	−0.611	1					
N/P	−0.660*	0.162	0.561	−0.331	0.158	−0.003	0.765**	−0.162	0.694*	1				
P	−0.321	−0.461	−0.169	−0.465	0.230	0.585	0.181	−0.577	0.416	0.395	1			
WS	0.096	0.087	0.812**	0.364	0.602	0.327	0.284	0.119	0.532	0.426	−0.052	1		
GC	−0.058	0.273	0.500	0.076	0.085	−0.323	0.220	0.121	0.286	0.340	−0.123	0.238	1	
TLI	0.136	0.100	0.906**	0.516	0.715*	0.024	0.426	0.025	0.576	0.473	−0.168	0.798**	0.558	1

注:*表示$P<0.05$水平上显著;**表示$P<0.01$水平上极显著。

用[22],pH在一定范围内时,通常藻类密度随pH的升高而升高,进而增加水体中Chl.a的浓度。S与COD呈显著正相关,相关系数为0.635,S是影响水体中COD的关键因子,这一结论也与曲良对黄河口附近海域化学需氧量的研究结论相符[23]。

4.2 呼伦湖水质的影响因素

根据2011—2020年呼伦湖水质指标年际变化、水质等级综合评价和富营养化状态评价结果可知,呼伦湖年际水质指标均有不同程度的波动,GC由2011年的4.01降低到2020年的3.35,TLI呈现先上升后下降的趋势,由2011年的61.837增长到2016年的71.815,然后下降到2020年的61.535。结合呼伦湖实际情况分析,影响呼伦湖水质及营养状态变化的主要因素有以下几个方面:

4.2.1 外源输入 除大气补水和地下水补水外,呼伦湖的主要补给河为海拉尔河、克鲁伦河与乌尔逊河,自2010年呼伦贝尔市实施“引河济湖”工程后,至今海拉尔河引水量已高于克鲁伦河与乌尔逊河引水量之和,成为呼伦湖主要补给水源。海拉尔河由于接纳海拉尔区与牙克石市的生活污水与工业废水,水体污染物浓度居高不下[24]。克鲁伦河与乌尔逊河周边畜牧业发达,畜牧业是两河的污染原因之一,其中传统牧场的总氮、总磷流失量为1.75 mg·L^{-1}、0.63 mg·L^{-1};草库伦牧场的总氮、总磷流失量为1.6 mg·L^{-1}、0.68 mg·L^{-1};不放牧的牧场的总氮、总磷流失量为0.54 mg·L^{-1}、0.25 mg·L^{-1}[25],在丰水期6—9月中,水土流失导致部分营养盐随地表径流进入呼伦湖,使水体污染物浓度升高。加之克鲁伦河上游工业园区密集,有熟皮厂和制硝厂等,排出的污水中含有氨氮、氟化物、酚、汞等[26],使得克鲁伦湖污染更加严重。取10 a来海拉尔河入湖点(A10)、和乌尔逊河入湖点(F9)和克鲁伦湖入湖点(I2)处水样进行分析(图5)。结果显示,2011—2020年期间,3条河的TN变化范围在1.64~11.50 mg·L^{-1}之间,在2011—2015年与2020年3条河的TN均维持在相对较低的水平,2016—2019年出现“U”型变化趋势,TN均远高于地表水环境质量标准Ⅴ类水2 mg·L^{-1},连续4 a平均TN分别高达8.23 mg·L^{-1}、6.12 mg·L^{-1}、3.98 mg·L^{-1}和7.82 mg·L^{-1}。TP变化范围在0.07~0.70 mg·L^{-1}之间,在2014—2017年,TP远高于地表水环境质量标准Ⅴ类水0.2 mg·L^{-1},连续4 a平均TP分别高达0.46 mg·L^{-1}、0.26 mg·L^{-1}、0.45 mg·L^{-1}和0.45 mg·L^{-1},2010—2013年与2019年TP处于相对较低的水平,2020年较2019年有所增长,三河来水中TP平均浓度为0.24 mg·L^{-1},如此高污染的来水必然引起水质恶化与水体富营养化现象。

4.2.2 气象条件 呼伦湖位于满洲里市、新巴尔虎左旗与新巴尔虎右旗之间,湖东北部扎赉诺尔区和周边草场也是主要污染源。扎赉诺尔区的采矿业发展较快,其煤炭公司年产量为1.57×10^{7} t,在煤炭

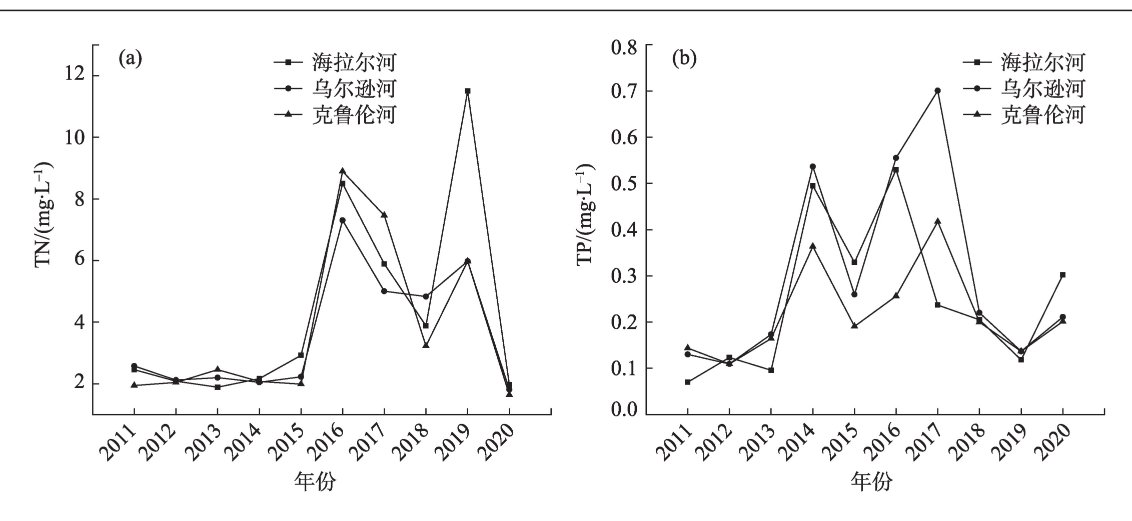


图5　2011—2020年入湖口污染物变化

Fig. 5　Variations of pollutant concentrations in estuary from 2011 to 2020

开采过程中大量氮、磷污染物通过沉降作用和地表径流进入水体[27]，最终汇入呼伦湖中，湖泊周边的干草残叶也极易被带入呼伦湖水体，微生物分解后使得水体的氮、磷浓度升高，风速则极大程度上影响着大气沉降和干草残叶对湖泊的污染程度，湖区周边地势平坦，草场辽阔，风速越高则意味着大气沉降和干草残叶越易被带入呼伦湖水体内，同时，外界干扰增强，沉积物则成为水体营养盐污染的“源”，风速、气温等因素促使沉积物中营养盐向水体迁移[28]。此外，降水量也是影响水体的氮、磷浓度的重要因素。呼伦湖入湖尘量年均6440×10^4 kg；入湖降水量年均6.28×10^8 $m^3\cdot a^{-1}$；冰封期干草入湖年均1.58×10^4 kg，折算入湖氮量2.1×10^4 kg，入湖磷量0.89×10^4 kg;非冰封期干草入湖年均176.8×10^4 kg，折算入湖氮量2.3×10^4 kg，入湖磷量0.97×10^4 kg[16]，可见其对污染的程度之大。取2011—2020年满洲里市、新巴尔虎左旗与新巴尔虎右旗3个地区8月的日数据20:00—20:00平均降水量、平均2 min风速变化进行分析，结果显示(图6)：2011—2017年内，风速有逐渐上升趋势，2016年、2017年呼伦湖水域风速处于10 a来较高的水平，分别为4.13 $m\cdot s^{-1}$、4.30 $m\cdot s^{-1}$，TN、TP也随之升高，在2016年、2017年达到10 a来较高值，直至2020年风速降低至3.17 $m\cdot s^{-1}$，TN、TP有所降低。随着降水量增加，水量补给充沛，水深增大，水域面积增大，水体污染物浓度得以稀释，TN、TP浓度降低，反之相反。2016年降水量最小，仅为8.3 mm，加上当年3条入湖河流较往年污染物浓度高，故呼伦湖TN、TP分别高达9.79

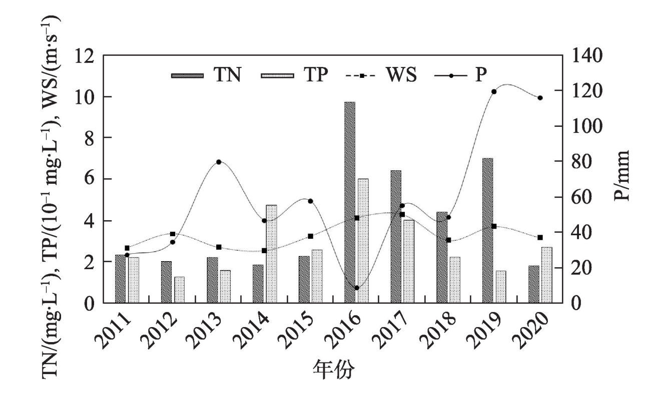


图6　2011—2020年营养盐浓度与降水量、风速变化

Fig. 6　Variations of nutrients concentrations and precipitation and wind speed from 2011 to 2020

$mg\cdot L^{-1}$、0.60 $mg\cdot L^{-1}$，2017—2020年期间，降水量虽有波动但整体呈上升趋势，TN、TP随之逐渐降低，这也与本研究中水质等级变化趋势(图4)相符。

5　结 论

(1) 2011—2020年，呼伦湖水质指标年际变化显著。2020年较2011年相比，S、TDS、EC、COD浓度和TN浓度均有下降；SD、Chl.a、DO和TP均有增长。

(2) 采用灰色模式识别模型对水质评价的结果表明，呼伦湖水质最优年为2012年，GC为3.20；水质最差年为2011年，GC为4.01。整体上看，GC由2011年的4.01降低到2020年的3.35，水质有所好转。

(3) 采用TLI对呼伦湖水体进行富营养化评价的结果表明，2011—2020年水体经历中度富营养

化—重度富营养化—中度富营养化的变化过程,TLI由2011年的61.84降低到2020年的61.53,水体富营养化现象轻微好转。

(4) GC、TLI与水环境因子的Pearson相关分析结果表明,TLI与TN、WS呈极显著正相关,与H呈显著正相关,相关系数分别为0.906、0.798和0.715;TN与WS呈极显著正相关,相关系数为0.812;N/P与pH呈极显著正相关,与Chl.a呈显著正相关,与DO呈显著负相关,相关系数分别为0.765、0.694和-0.660;pH与Chl.a呈显著正相关,相关系数分别为0.746;S与COD呈显著正相关,相关系数为0.635。

(5) 氮、磷、有机污染仍然是现阶段呼伦湖水体污染的主要原因。为保障呼伦湖水体水质向良性发展,要重视源头治理,提高上游工业园区污废水排放标准;严控畜牧业发展,传统放牧转变为轮牧养殖,合理利用牲畜粪便,保障草原承载力,减少水土流失;增强对入湖河流的水质监测,在保证水源补给充足的前提下提高水源补给水质。

参考文献(References):

[1] 胡春华. 鄱阳湖水环境特征及演化趋势研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2010. [Hu Chunhua. The Water Environmental Charaeteristie and Its Evolutionaly Trends of Poyang Lake[D]. Nanchang: Nanchang University, 2010.]

[2] 张亚丽, 许秋瑾, 席北斗, 等. 中国蒙新高原湖区水环境主要问题及控制对策[J]. 湖泊科学, 2011, 23(6): 828-836. [Zhang Yali, Xu Qiujin, Xi Beidou, et al. Major problems and control measures of water ecological environment in Inner Mongolia-Xinjiang Plateau[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(6): 828-836.]

[3] 陈小锋. 我国湖泊富营养化区域差异性调查及氮素循环研究[D]. 南京: 南京大学, 2012. [Cheng Xiaofeng. Investigation of the Regional Differences and Nitrogeous Cycling in China' s Lakes [D]. Nanjing: Nanjing University, 2012.]

[4] 孙标. 基于空间信息技术的呼伦湖水量动态演化研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2010. [Sun Biao. The Dynamic Change of Water Based on Spatial Information Technology for Hulun Lake in Inner Mongolia[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2012.]

[5] 李畅游, 张生, 贾克力, 等. 基于水平衡模型的呼伦湖湖泊水量变化[J]. 湖泊科学, 2012, 24(5): 667-674. [Li Changyou, Zhang Sheng, Jia Keli, et al. Hydrological changes in Lake Hulun based on water balance model[J]. Journal of Lake Sciences , 2012, 24(5): 667-674.]

[6] 王志杰, 李畅游, 李卫平, 等. 内蒙古呼伦湖水量平衡计算与分析[J]. 湖泊科学, 2012, 24(2): 273-281. [Wang Zhijie, Li Changyou, Li Weiping, et al . Calculation and analysis of water balance in Lake Hulun, Inner Mongolia[J]. Journal of Lake Sciences, 2012, 24 (2): 273-281.]

[7] 张晓晶, 李畅游, 张生, 等. 呼伦湖沉积物重金属分布特征及生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1): 157-162. [Zhang Xiaojing, Li Changyou, Zhang Sheng, et al. Distribution features and ecological risk assessment of heavy metals in superficial sediments of Hulun Lake[J]. Journal of Agro- Environment Science, 2010, 29(1): 157-162.]

[8] 揣小明, 杨柳燕, 程书波, 等. 太湖和呼伦湖沉积物对磷的吸附特征及影响因素[J]. 环境科学, 2014, 35(3): 951-957. [Chuai Xiaoming, Yang Liuyan, Cheng Shubo, et al. Characteristics and influencing factors of phosphorus adsorption on sediment in Lake Taihu and Lake Hulun[J]. Environmental Science, 2014, 35(3): 951-957.]

[9] 宋文杰, 何江, 高际玫, 等. 呼伦湖沉积物有机碳的分布特征[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11): 2336-2340. [Song Wenjiang, He Jiang, Gao Jimei, et al. Characteristics of organic carbon distribution in the sediment of Hulunhu Lake, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(11): 2336-2340.]

[10] 张风菊, 薛滨, 姚书春. 中全新世以来呼伦湖沉积物碳埋藏及其影响因素分析[J]. 湖泊科学, 2018, 30(1): 234-244. [Zhang Fengju, Xue Bin, Yao Shuchun. Organic carbon burial and its driving mechanism in the sediment of Lake Hulun, northeastern Inner Mongolia, since the mid- Holocene[J]. Journal of Lake Sciences, 2018, 30(1): 234-244.]

[11] 杨朝霞, 李畅游, 史小红, 等. 呼伦湖水体营养状态特征及其主要影响因子研究[J]. 生态环境学报, 2019, 28(11): 2273-2280. [Yang Zhaoxia, Li Changyou, Shi Xiaohong, et al. Study on the characteristics of water nutrition status and its main influencing factors in Hulun Lake[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(11): 2273-2280.]

[12] 曾光明, 杨春平, 曾北危. 环境影响综合评价的灰色关联分析方法[J]. 中国环境科学, 1995, 4(4): 247-251. [Zeng Guangming, Yang Chunping, Zeng Beiwei. A grey relational analysis method for overall environmental impact assessment[J]. China Environmental Science, 1995, 4(4): 247-251.]

[13] 张军方, 陈淼, 罗雪. 灰色识别法在水环境质量评价中的应用研究[J]. 贵州工业大学学报(自然科学版), 2003, 4(4): 91-94. [Zhang Junfang, Chen Miao, Luo Xue. Application research on grey-identification assessment for quality of water environment[J]. Journal of Guizhou University of Technology(Natural Science Edition) , 2003, 4(4): 91-94.]

[14] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测, 2002, 4(5): 47-49. [Wang Mingcui, Liu Xueqin, Zhang Jianhui. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication[J]. Environmental Monitoring in China, 2002, 4(5): 47-49.]

[15] 翟佳伦, 史小红, 刘禹, 等. 乌梁素海冰封期水温与溶解氧浓度变化研究[J]. 干旱区研究, 2021, 38(3): 629-639. [Zhai Jialun,

Shi Xiaohong, Liu Yu, et al. Chance law of water temperature and dissolved oxygen concentration of Wuliangsu Sea in icebound period[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(3): 629-639.]

[16] 张立杰, 张生, 孙标, 等. 内蒙古呼伦湖水体水质时空变化特征[J]. 安徽农业大学学报, 2016, 43(4): 568-575. [Zhang Lijie, Zhang Sheng, Sun Biao, et al. Spatial and temporal variation of water quality in Hulun Lake[J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2016, 43(4): 568-575.]

[17] 胡春明, 娜仁格日乐, 马金锋, 等. 博斯腾湖有机物污染改善方案研究[J]. 干旱区研究, 2020, 37(2): 428-434. [Hu Chunming, Narengerile, Ma Jinfeng, et al. Study on the project of reducing organic pollutants in the Bosten Lake[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(2): 428-434.]

[18] 王荔弘. 呼伦湖水环境及水质状况浅析[J]. 呼伦贝尔学院学报, 2006, 4(6): 5-7. [Wang Lihong. Brief analysis of water environment and water quality in Hulun Lake[J]. Journal of Hulunbeier University, 2006, 4(6): 5-7.]

[19] 付尧, 贾克力, 梁丽娥, 等. 呼伦湖不同季节水质现状评价及主要影响因子分析[J]. 环境监测管理与技术, 2017, 29(1): 25-29. [Fu Yao, Jia Keli, Liang Li'e, et al. Seasonal water quality assessment of Hulun Lake and its main impact factors analysis[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2017, 29(1): 25-29.]

[20] Wang Xiaolong, Lu Yonglong, He Guizhen, et al. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: A 5-year study[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 19(8): doi: 10. 1016/S1001-0742(07)60152-1.

[21] 胡梦辰, 朱滔, 蒋青松, 等. 滇池溶解氧浓度变化的氮磷循环响应模拟研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2021, 57(3): 481-488. [Hu Mengchen, Zhu Tao, Jiang Qingsong, et al. Simulation study on nitrogen and phosphorus reycling response of changing dissolved oxygen concentration in Lake Dianchi[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2021, 57(3): 481-488.]

[22] 王晋虎, 盖园春, 古向前. 太湖水源地pH变化与水生生物生长的关系[J]. 环境与发展, 2020, 32(12): 153, 155. [Wang Jinhu, Gai Yuanchun, Gu Xiangqian. The relationship between pH change of Taihu and growth of aquatic plant[J]. Environment and Development, 2020, 32(12): 153, 155.]

[23] 曲良. 黄河口附近海域化学需氧量和石油烃分布及其关键控制环境因子分析[J]. 海洋通报, 2020, 39(3): 335-341. [Qu Liang. Distribution and key controlling environmental factors of COD and petroleum hydrocarbon in the adjacent sea of Yellow River estuary[J]. Marine Science Bulletin, 2020, 39(3): 335-341.]

[24] 庞燕, 项颂, 杨天学, 等. 内蒙古海拉尔河水质污染时空变化特征[J]. 环境工程技术学报, 2019, 9(4): 414-420. [Pang Yan, Xiang Song, Yang Tianxue, et al. Spatial and temporal variation characteristics of water pollution in Hailaer River, Inner Mongolia[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2019, 9(4): 414-420.]

[25] 赵伟, 杨培岭, 李海山, 等. 呼伦湖流域3种利用方式草场水土及氮磷流失特征[J]. 农业工程学报, 2011, 27(9): 220-225. [Zhao Wei, Yang Peiling, Li Haishan, et al. Characteristics of soil erosion, nitrogen and phosphorous losses under three grassland use patterns in Hulun Lake watershed[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2011, 27(9): 220-225.]

[26] 韩向红, 杨持. 呼伦湖自净功能及其在区域环境保护中的作用分析[J]. 自然资源学报, 2002, 4(6): 684-690. [Han Xianghong, Yang Chi. An analysis of the self-purification function of Hulun Lake and its effect on regional environmental conservation[J]. Journal of Natural Resources, 2002, 4(6): 684-690.]

[27] 李云鹏, 李致春, 余宝宝, 等. 宿州市沱河沉积物氮磷和有机碳分布及评价[J]. 环境监测管理与技术, 2017, 29(5): 25-28. [Li Yunpeng, Li Zhichun, Yu Baobao, et al. Pollution characteristics and evaluation of nitrogen, phosphorus and organic carbon in sediment of Tuohe River from Suzhou City[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2017, 29(5): 25-28.]

[28] 杨芳. 乌梁素海冰盖特征及其对营养盐运移过程的影响研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2016. [Yang Fang. Ice Cover Characteristics and Its Impact on Nutrient Transport Process in Uliangsuhai Lake in Inner Mongolia[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2016.]

Analysis of water quality and eutrophication changes in Hulun Lake from 2011 to 2020

YU Haifeng[1], SHI Xiaohong[1], SUN Biao[1], ZHAO Shengnan[1], LIU Yu[1], ZHAO Meili[2]

(1. Water Conservancy and Civil Engineering College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, Inner Mongolia, China; 2. Wildlife Conservation Center of Inner Mongolia, Hohhot 010010, Inner Mongolia, China)

Abstract: In this study, Hulun Lake was taken as the research object, and water quality indicators measured in a long time series from 2011 to 2020 were selected. Interannual variations in Salinity (S), Electrical Conductivity (EC), Total Dissolved Solids (TDS), pH, Transparency (SD), Chlorophyll a (Chl.a), Dissolved Oxygen (DO), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Nitrogen (TN), and Total Phosphorus (TP) were analyzed. The water quality and eutrophication degree of Hulun Lake from 2011 to 2020 were evaluated on the basis of the gray pattern recognition model and comprehensive nutrient state index. Combined with the actual situation of Hulun Lake, the water quality and eutrophication degree of Hulun Lake were examined from two aspects of external input and meteorological conditions. Results showed that S, TDS, and EC decreased from 2011 to 2020, and water salinity improved. pH was between 8.86 and 9.37, and water was weakly alkaline. TN and COD decreased, but TP did not. Grey Pattern Composite Index (GC) indicated that the best water quality of the decade was observed in 2012, and the worst water quality was documented in 2011. Overall, GC decreased from 4.01 in 2011 to 3.35 in 2020, indicating that water quality improved. Comprehensive Nutritional Status Index (TLI) implied that water underwent moderate eutrophication, severe eutrophication, and another moderate eutrophication from 2011 to 2020. TLI initially increased and subsequently decreased; in particular, it increased from 61.837 in 2011 to 71. 815 in 2016 and then decreased to 61.535 in 2020. Wind speed and water depth were the driving factors of eutrophication in Hulun Lake. At present, the main pollution in Hulun Lake is caused by nitrogen, phosphorus, and organic pollutants. The water quality of Hulun Lake can be enhanced by implementing effective measures, such as controlling the discharge of upstream sewage, strictly regulating the balance of grass and graziery, and improving the quality of water supply.

Keywords: Hulun Lake; eutrophication; grey model; integrated nutritional status index method